

# PHÂN TÍCH NHẬN DIỆN POLYMER VÀ ĐỒNG VỊ CACBON BỀN $\delta^{13}\text{C}$ CỦA VI NHỰA TRONG NƯỚC MẶT CỬA SÔNG LẠCH TRAY, HẢI PHÒNG

Hà Lan Anh<sup>(1)</sup>, Vũ Thị Hiền<sup>(1)</sup>, Mai Đình Kiên<sup>(1)</sup>, Nguyễn Mạnh Thắng<sup>(1)</sup>,  
Lê Đình Cường<sup>(1)</sup>, Mai Hồng Anh<sup>(1)</sup>, Lại Thu Huệ<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>Viện Khoa học và Kỹ thuật Hạt nhân

<sup>(2)</sup>Trung tâm phân tích và Kiểm định địa chất, Cục địa chất và khoáng sản Việt Nam

Ngày nhận bài: 12/4/2026; ngày chuyển phản biện: 13/4/2026; ngày chấp nhận đăng: 14/5/2026

**Tóm tắt:** Nghiên cứu đánh giá hiện trạng vi nhựa trong nước mặt vùng cửa sông Lạch Tray, Hải Phòng và thử nghiệm sử dụng đồng vị bền Cacbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ) để truy vết nguồn gốc. Mẫu được thu bằng lưới Manta, tách chiết và nhận diện polymer bằng  $\mu\text{-FTIR}$ , kết hợp phân tích  $\delta^{13}\text{C}$  bằng EA-IRMS. Vi nhựa xuất hiện ở tất cả các mẫu, với sự phân bố không gian rõ rệt. Mật độ cao nhất tại S1 ( $38,1 \pm 28,4$  hạt/ $\text{m}^3$ ) và S2 ( $22,3 \pm 7,5$  hạt/ $\text{m}^3$ ), trong khi các vị trí khác chỉ 0,9-3,2 hạt/ $\text{m}^3$ . Vi nhựa chủ yếu dạng mảnh và màng, màu trắng/trong suốt, đặc trưng của vi nhựa thứ cấp từ quá trình phong hóa. Thành phần polymer chủ yếu là polyethylene (PE) và polypropylene (PP). Giá trị  $\delta^{13}\text{C}$  của PP dao động trong khoảng từ -27,15‰ đến -24,68‰, với giá trị trung bình  $-26,12 \pm 0,70\%$  ( $n = 15$ ), trong khi PE có khoảng giá trị từ -30,65‰ đến -27,79‰, với giá trị trung bình  $-29,15 \pm 0,93\%$  ( $n = 15$ ). Kết quả cho thấy việc kết hợp phân tích đồng vị bền với nhận diện polymer có tiềm năng hỗ trợ đặc trưng loại vật liệu vi nhựa trong môi trường cửa sông.

**Từ khóa:** Vi nhựa,  $\delta^{13}\text{C}$ , EA-IRMS,  $\mu\text{-FTIR}$ , cửa sông Lạch Tray.

## 1. Mở đầu

Trong những thập kỷ gần đây, ô nhiễm nhựa đã trở thành một trong những vấn đề môi trường được quan tâm rộng rãi trên phạm vi toàn cầu. Sự gia tăng nhanh chóng của sản xuất và tiêu thụ vật liệu nhựa trong các lĩnh vực như bao bì, xây dựng, dệt may, ngư nghiệp và công nghiệp đã mang lại nhiều lợi ích về kinh tế và đời sống, nhưng đồng thời cũng làm gia tăng đáng kể lượng chất thải nhựa phát sinh trong môi trường. Với đặc tính bền, nhẹ, khó phân hủy sinh học và có khả năng tồn lưu lâu dài, các sản phẩm nhựa sau khi thải bỏ có thể tích tụ trong các hệ sinh thái tự nhiên, đặc biệt là môi trường nước và biển. Dưới tác động của bức xạ tử ngoại, phong hóa cơ học, oxy hóa và các quá trình phân rã khác, nhựa kích thước lớn dần bị phân mảnh thành các hạt nhỏ hơn, hình thành nên vi nhựa, thường được định nghĩa là các hạt

nhựa có kích thước nhỏ hơn 5 mm [1-6].

Vi nhựa hiện đã được ghi nhận trong nhiều thành phần môi trường khác nhau như nước mặt, trầm tích, bãi biển, sinh vật thủy sinh và cả trong các sản phẩm phục vụ tiêu dùng của con người. Trong môi trường nước, vi nhựa có thể tồn tại ở cột nước, lơ lửng trong lớp nước bề mặt hoặc lắng đọng trong trầm tích tùy thuộc vào kích thước, hình dạng, tỷ trọng polymer và mức độ bám dính sinh học. Các hạt này không chỉ gây tác động vật lý khi bị sinh vật nuốt phải mà còn có thể hấp phụ hoặc giải phóng các chất ô nhiễm hữu cơ, kim loại nặng và phụ gia nhựa, từ đó làm gia tăng rủi ro sinh thái và nguy cơ phơi nhiễm đối với con người thông qua chuỗi thức ăn [4], [5], [7]. Bên cạnh đó, sự đa dạng rất lớn về kích thước, hình dạng và thành phần của vi nhựa cũng đặt ra nhiều thách thức cho việc chuẩn hóa phương pháp lấy mẫu, tách chiết, nhận diện và định lượng [5], [8], [9].

Trong bối cảnh các nghiên cứu hiện nay chủ yếu tập trung vào xác định mật độ, đặc điểm hình thái và thành phần polymer, vấn đề truy

Tác giả liên hệ: Hà Lan Anh

Email: halananh0410@gmail.com

vết nguồn gốc vi nhựa vẫn còn là một thách thức lớn. Các kỹ thuật phổ biến như kính hiển vi, FTIR, Raman hoặc nhuộm huỳnh quang Nile Red có thể hỗ trợ nhận diện và sàng lọc hạt nhựa, nhưng thường chưa đủ để phân biệt rõ nguồn nguyên liệu hoặc quá trình phát sinh của vật liệu polymer [8], [9]. Gần đây, phân tích đồng vị bền Cacbon đã được quan tâm như một hướng tiếp cận bổ trợ nhằm cung cấp thông tin về nguồn Cacbon của polymer, từ đó hỗ trợ thảo luận về nguồn gốc và quá trình biến đổi của vi nhựa trong môi trường. Một số nghiên cứu tổng quan và thực nghiệm đã cho thấy tín hiệu đồng vị Cacbon có thể góp phần giải thích hành vi môi trường của vi nhựa và truy vết dòng Cacbon của vật liệu polymer trong hệ thủy sinh [10], [11]. Ngoài ra, việc xem xét vai trò của hệ thống sông ngòi như một con đường vận chuyển nhựa từ lục địa ra biển cũng cho thấy ý nghĩa đặc biệt của các khu vực cửa sông trong nghiên cứu nguồn phát thải và lan truyền vi nhựa [12].

Tại Việt Nam, nghiên cứu về vi nhựa trong môi trường nước đã có những bước phát triển rõ rệt trong vài năm gần đây. Kết quả điều tra diện rộng tại 21 thủy vực thuộc nhiều tỉnh, thành cho thấy vi nhựa đã hiện diện phổ biến trong cả môi trường nước ngọt và nước biển, với nồng độ nước mặt biển thiên rất lớn giữa các khu vực và thường cao hơn ở các sông chịu áp lực đô thị [13]. Các nghiên cứu tại Nam Định, đồng bằng sông Cửu Long, Đà Nẵng và Hải Phòng tiếp tục khẳng định sự hiện diện đáng kể của vi nhựa trong nước biển ven bờ, nước mặt cửa sông và trầm tích; các dạng hình thái thường gặp là sợi, mảnh và màng, trong khi các polymer phổ biến nhất là PE và PP [14-18]. Ngoài môi trường nước và trầm tích, vi nhựa còn được phát hiện trong muối biển thương mại tại Việt Nam, cho thấy mức độ lan truyền của loại chất ô nhiễm này trong chuỗi sản phẩm tiêu dùng [19]. Tuy vậy, một tổng quan gần đây cũng chỉ ra rằng dữ liệu về vi nhựa ở Việt Nam vẫn còn phân tán, chưa đồng đều giữa các vùng nghiên cứu, và đặc biệt còn thiếu các nghiên cứu tích hợp giữa hiện trạng ô nhiễm với công cụ truy vết nguồn gốc [20].

Hải Phòng là một trong những trung tâm kinh tế biển, công nghiệp và cảng biển lớn nhất miền

Bắc, đồng thời là khu vực có mật độ dân cư cao, hoạt động giao thông thủy nhộn nhịp, phát triển du lịch, nuôi trồng thủy sản và nhiều nguồn thải từ lục địa đổ ra biển. Trong bối cảnh đó, khu vực cửa sông Lạch Tray có ý nghĩa đặc biệt như một vùng chuyển tiếp giữa sông và biển, nơi có khả năng tiếp nhận, lưu giữ và phát tán vi nhựa từ nhiều nguồn khác nhau. Mặc dù một số công bố gần đây đã bước đầu mô tả mức độ ô nhiễm vi nhựa trong vùng nước ven bờ Hải Phòng [14], nhưng dữ liệu chuyên sâu cho khu vực cửa sông Lạch Tray vẫn còn hạn chế, nhất là các nghiên cứu kết hợp giữa nhận diện polymer và tín hiệu đồng vị bền Cacbon.

Xuất phát từ các vấn đề trên, nghiên cứu này được thực hiện với 2 mục tiêu cụ thể là: (1) đánh giá hiện trạng vi nhựa trong nước mặt khu vực cửa sông Lạch Tray thông qua mật độ, đặc trưng hình thái và thành phần polymer, (2) bước đầu khảo sát khả năng ứng dụng đồng vị bền  $\delta^{13}\text{C}$  trong phân biệt đặc trưng đồng vị của các polymer phổ biến (PE và PP) trong mẫu môi trường. Kết quả nghiên cứu góp phần bổ sung dữ liệu về vi nhựa tại khu vực cửa sông miền Bắc Việt Nam, đồng thời cung cấp cơ sở ban đầu cho việc tích hợp phân tích đồng vị trong nghiên cứu vi nhựa.

## 2. Đối tượng và phương pháp thực nghiệm

Đối tượng nghiên cứu là vi nhựa trong nước mặt vùng cửa sông Lạch Tray, mẫu nước được thu thập bằng lưới Manta net (KC Denmark, model 23.500) với kích thước miệng lưới 70 × 30 cm tại các vị trí đại diện trong khu vực cửa sông từ điểm S1 tọa độ 20,7757; 106,76069 đến S5 tọa độ 20,6717; 106,82781 (Hình 1). Tổng cộng 15 mẫu nước được lấy tại 5 vị trí khảo sát, mỗi vị trí lấy 3 mẫu lặp nhằm đảm bảo tính đại diện và độ tin cậy của dữ liệu.

Sau khi lấy mẫu, phần cốc inox thu vi nhựa được tháo ra, rửa bằng nước cất và chuyển mẫu vào chai thủy tinh sạch để vận chuyển về phòng thí nghiệm. Mẫu được lọc sơ bộ bằng hệ thống rây rung siêu âm (Haver EML 200 pure) với các kích thước lỗ 5 mm, 1 mm và 0,3 mm nhằm phân loại vi nhựa theo kích thước và loại bỏ tạp chất thô. Các phân đoạn sau đó được chuyển riêng vào các cốc thủy tinh sạch. Tiếp

theo, mẫu được xử lý bằng dung dịch  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% để phân hủy chất hữu cơ. Quá trình này có thể lặp lại cho đến khi dung dịch trở nên trong suốt. Sau bước oxy hóa, vi nhựa được tách theo tỷ trọng bằng dung dịch NaCl ( $\rho \approx 1,2 \text{ g/cm}^3$ ). Mẫu được khuấy đều và để lắng trong 12 giờ, sau đó thu lớp dung dịch phía trên chứa vi nhựa. Dung dịch sau tách tỷ trọng được lọc qua hệ thống lọc chân không thủy tinh chuyên dụng với màng lọc kim loại kích thước lỗ 150  $\mu\text{m}$ . Màng lọc sau đó được rửa bằng nước siêu tinh khiết, sấy khô ở nhiệt độ  $\leq 40^\circ\text{C}$  và bảo quản trong hộp Petri để phân tích tiếp theo [21], [22].

Đặc trưng hình thái của vi nhựa được xác định bằng kính hiển vi soi nổi Zeiss Stemi 305. Các hạt vi nhựa được phân loại theo hình dạng (mảnh vỡ, tròn, sợi/dây, màng, và khác), màu sắc. Phân loại màu sắc được thực hiện theo sáu nhóm chính gồm: xanh, đen, vàng, đỏ, trắng/ trong suốt, xanh lá, hồng, xám, cam và khác [23].

Các hạt vi nhựa đại diện được lựa chọn để xác định thành phần polymer bằng phổ hồng ngoại biến đổi Fourier vi mô ( $\mu\text{-FTIR}$ ) sử dụng thiết bị Thermo Scientific Nicolet iS10, được trang bị thư viện phổ polymer chuẩn. Kỹ thuật

phổ dao động này cho phép nhận diện vật liệu thông qua việc đo phổ hấp thụ hồng ngoại (IR). Ánh sáng hồng ngoại được truyền vào tinh thể và xảy ra phản xạ toàn phần tại bề mặt tiếp xúc giữa tinh thể và mẫu. Tại mỗi lần phản xạ, một phần năng lượng ánh sáng xâm nhập vào micromet vào bề mặt hạt vi nhựa, nơi các dao động phân tử đặc trưng hấp thụ một phần năng lượng. Phổ IR thu được chứa các dải hấp thụ đặc trưng tương ứng với các nhóm chức và cấu trúc phân tử khác nhau của mẫu. Do mỗi loại polymer có mẫu phổ hấp thụ đặc trưng riêng, vật liệu được nhận diện bằng cách so sánh phổ thu được với thư viện phổ tham chiếu với độ khớp yêu cầu  $\geq 70\%$ .

Đối với phân tích đồng vị bền Cacbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ), các hạt vi nhựa đại diện được làm sạch, sấy khô và đốt trong hệ phân tích nguyên tố dòng liên tục kết hợp với khối phổ kế tỷ số đồng vị (EA-IRMS) để chuyển đổi Cacbon trong mẫu thành khí  $\text{CO}_2$ . Giá trị  $\delta^{13}\text{C}$  được xác định thông qua việc đo cường độ ion của  $^{12}\text{CO}_2$  và  $^{13}\text{CO}_2$ . Các vật liệu chuẩn quốc tế được sử dụng để hiệu chuẩn và kiểm soát chất lượng phân tích  $\delta^{13}\text{C}$  bao gồm IAEA-09, IAEA-600, IAEA-CH3 và USGS-6.



Hình 1. Vị trí lấy mẫu khảo sát tại khu vực nghiên cứu Lạch Tray, Hải Phòng

### 3. Kết quả và thảo luận

#### 3.1. Mật độ và phân bố không gian của vi nhựa

Kết quả phân tích cho thấy vi nhựa xuất hiện trong tất cả các mẫu nước tại khu vực cửa sông Lạch Tray, với sự khác biệt rõ rệt về mật độ giữa các vị trí khảo sát. Giá trị mật độ trung bình biến thiên đáng kể giữa các nhóm mẫu, trong đó khu vực S1 và S2 ghi nhận mật độ cao nhất với mật độ trung bình lần lượt là  $38,1 \pm 28,4$  hạt/ $m^3$  và  $22,3 \pm 7,5$  hạt/ $m^3$ , trong khi S3 là  $1,9 \pm 0,8$  hạt/ $m^3$  và S5 có xu hướng thấp hơn với giá trị  $0,9 \pm 0,1$  hạt/ $m^3$ , và S4 ở mức trung gian là  $3,2 \pm 0,4$  hạt/ $m^3$ . Số liệu cụ thể được trình bày ở Bảng 1.

Sự phân bố không đồng đều này phản ánh ảnh hưởng của các yếu tố thủy động lực và nguồn phát thải cục bộ. Các khu vực có mật độ cao thường nằm gần vùng chịu tác động mạnh của hoạt động đô thị, giao thông thủy hoặc dòng chảy từ sông ra biển, nơi tích tụ các nguồn vi nhựa từ đất liền. Ngược lại, các vị trí có mật độ thấp hơn có thể liên quan đến quá trình pha loãng, khuếch tán hoặc lắng đọng vi nhựa trong trầm tích.

So sánh với các nghiên cứu tại Việt Nam cho

thấy mức độ ô nhiễm vi nhựa tại khu vực nghiên cứu nằm trong khoảng biến thiên phổ biến [14], [18]. Điều này cho thấy khu vực cửa sông Lạch Tray là một vùng có mức độ ô nhiễm đáng kể, phù hợp với đặc điểm là khu vực chuyển tiếp giữa nguồn thải lục địa và môi trường biển.

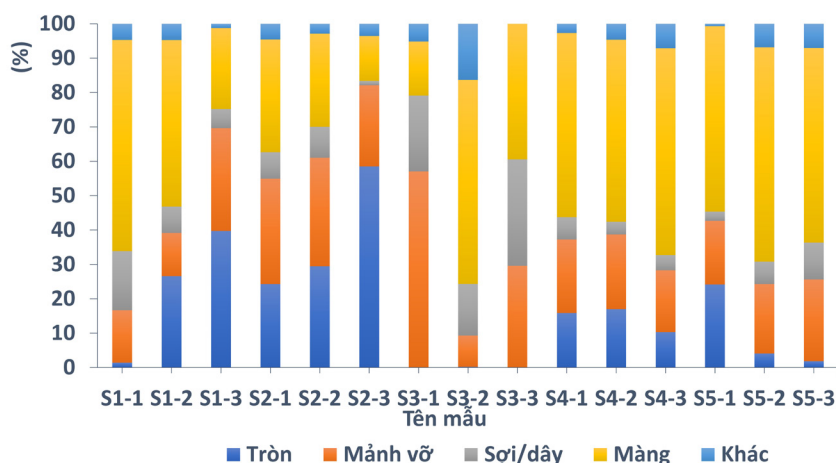
#### 3.2. Đặc trưng hình thái và màu sắc vi nhựa

Phân tích hình thái cho thấy vi nhựa trong khu vực nghiên cứu chủ yếu tồn tại dưới dạng mảnh vỡ  $24,20 \pm 11,28$  (%) và màng  $44,03 \pm 17,30$  (%), trong khi dạng sợi chiếm tỷ lệ thấp hơn  $10,06 \pm 8,11$  (%) (Hình 2, Hình 3). Kết quả này khác biệt với nhiều nghiên cứu tại các hệ thống sông đô thị ở Việt Nam [13], [15], [17], [18], [24], [25], nơi dạng sợi thường chiếm ưu thế do nguồn phát thải từ dệt may và nước thải sinh hoạt.

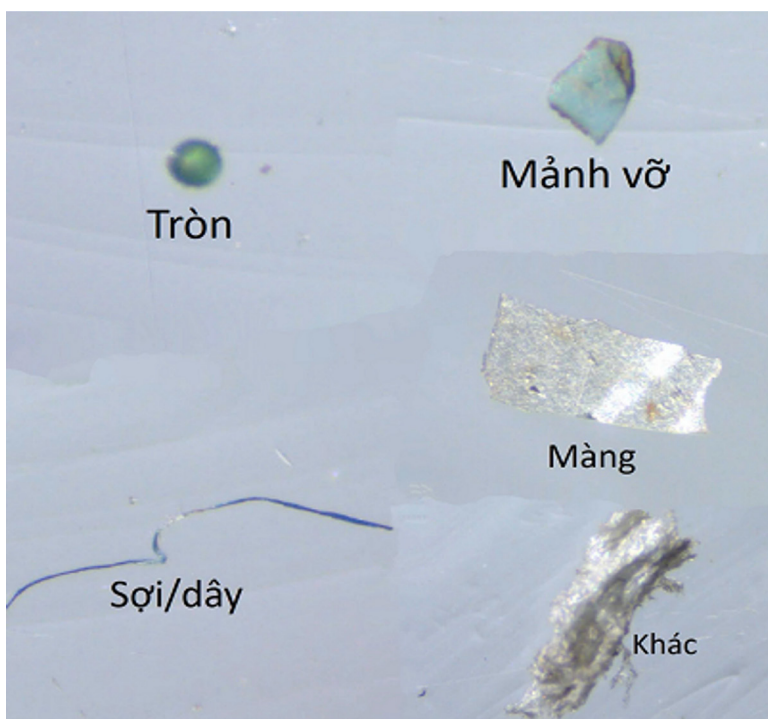
Sự chiếm ưu thế của vi nhựa dạng mảnh vỡ và màng trong nghiên cứu này cho thấy vi nhựa có thể chủ yếu có nguồn gốc từ quá trình phân rã thứ cấp của các sản phẩm nhựa lớn hơn như túi nilon, bao bì và vật liệu đóng gói. Đây là đặc điểm thường gặp tại các khu vực ven biển và cửa sông, nơi chịu ảnh hưởng của rác thải nhựa từ hoạt động sinh hoạt và thương mại.

Bảng 1. Mật độ và phân bố vi nhựa tại các điểm khảo sát

| STT | Tên mẫu | Mật độ vi nhựa (hạt/ $m^3$ ) | Giá trị mật độ trung bình (hạt/ $m^3$ ) |
|-----|---------|------------------------------|-----------------------------------------|
| 1   | S1-1    | 21,1                         | $38,1 \pm 28,4$                         |
| 2   | S1-2    | 22,3                         |                                         |
| 3   | S1-3    | 70,9                         |                                         |
| 4   | S2-1    | 29,4                         | $22,3 \pm 7,5$                          |
| 5   | S2-2    | 14,5                         |                                         |
| 6   | S2-3    | 22,9                         |                                         |
| 7   | S3-1    | 1,6                          | $1,9 \pm 0,8$                           |
| 8   | S3-2    | 1,3                          |                                         |
| 9   | S3-3    | 2,8                          |                                         |
| 10  | S4-1    | 3,6                          | $3,2 \pm 0,4$                           |
| 11  | S4-2    | 3,4                          |                                         |
| 12  | S4-3    | 2,8                          |                                         |
| 13  | S5-1    | 1,0                          | $0,9 \pm 0,1$                           |
| 14  | S5-2    | 0,8                          |                                         |
| 15  | S5-3    | 0,9                          |                                         |



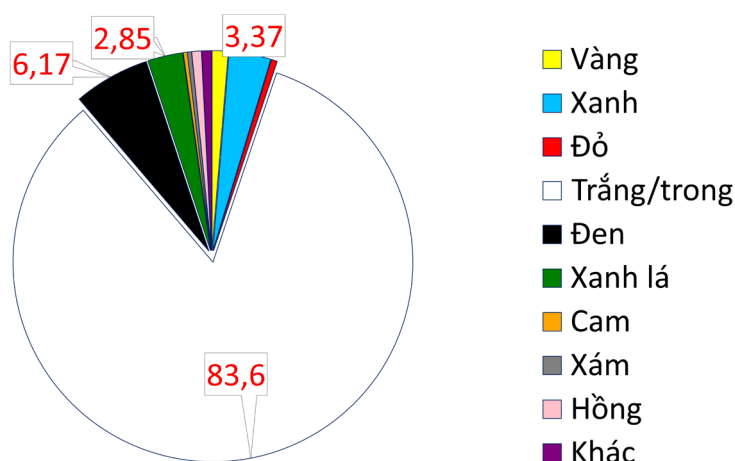
Hình 2. Tỷ lệ các dạng hình thái vi nhựa tại khu vực nghiên cứu (%)



Hình 3. Hình ảnh hình thái vi nhựa có trong mẫu khảo sát

Về màu sắc, các hạt vi nhựa chủ yếu có màu trắng và trong suốt, chiếm tỷ lệ cao trong tất cả các mẫu (Hình 4). Điều này phản ánh quá trình phong hóa và lão hóa của vật liệu nhựa trong môi trường, dẫn đến mất màu hoặc giảm cường độ màu sắc ban đầu. Các hạt màu sẫm hoặc màu sáng (xanh, đỏ) xuất hiện với tỷ lệ thấp hơn, có thể liên quan đến các nguồn phát thải mới hơn hoặc ít bị phong hóa.

Sự kết hợp giữa hình thái mảnh vỡ-màng và màu trắng-trong cho thấy vi nhựa trong khu vực nghiên cứu chủ yếu là vi nhựa thứ cấp, hình thành từ quá trình phân rã của các vật liệu nhựa lớn dưới tác động của môi trường. Điều này phù hợp với đặc điểm của khu vực cửa sông, nơi vi nhựa có thể trải qua nhiều quá trình vận chuyển và biến đổi trước khi tích tụ.



Hình 4. Phân bố màu sắc vi nhựa trong mẫu nước mặt (%)

### 3.3. Thành phần polymer của vi nhựa

Kết quả phân tích  $\mu$ -FTIR cho thấy polyethylene (PE) và polypropylene (PP) là hai loại polymer chiếm ưu thế trong tất cả các mẫu. Đây là các polymer phổ biến nhất trong sản xuất nhựa, đặc biệt trong lĩnh vực bao bì, túi nhựa và vật liệu tiêu dùng.

Sự chiếm ưu thế của PE và PP phù hợp với các nghiên cứu trước đây tại Việt Nam, trong đó các polymer này thường được ghi nhận là thành phần chính của vi nhựa trong môi trường nước và trầm tích [14-16], [18], [24]. Điều này phản ánh nguồn phát thải chủ yếu từ các sản phẩm nhựa sử dụng một lần và bao bì nhựa.

Ngoài ra, sự hiện diện đồng thời của PE và PP trong tất cả các mẫu cho thấy sự phân bố rộng rãi và khả năng lan truyền cao của các polymer này trong môi trường cửa sông. Do có tỷ trọng thấp hơn nước biển, PE và PP có xu hướng nổi hoặc lơ lửng trong cột nước, tạo điều kiện thuận lợi cho việc vận chuyển xa và phân tán rộng.

### 3.4. Phân tích giá trị đồng vị bền Cacbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ) của polypropylene (PP) và polyethylene (PE)

Kết quả phân tích  $\delta^{13}\text{C}$  cho thấy sự khác biệt rõ rệt giữa hai loại polymer chính là polypropylene (PP) và polyethylene (PE). Giá trị  $\delta^{13}\text{C}$  của PP dao động trong khoảng từ  $-27,15\text{‰}$  đến  $-24,68\text{‰}$ , với giá trị trung bình  $-26,12 \pm 0,70\text{‰}$  ( $n = 15$ ), trong khi PE có khoảng giá trị từ  $-30,65\text{‰}$  đến  $-27,79\text{‰}$ , với giá trị trung bình  $-29,15 \pm 0,93\text{‰}$  ( $n = 15$ ) (Bảng 2). Như vậy,  $\delta^{13}\text{C}$  của PP cao hơn

đáng kể so với PE, với độ chênh lệch trung bình khoảng  $3,03\text{‰}$  (Hình 5).

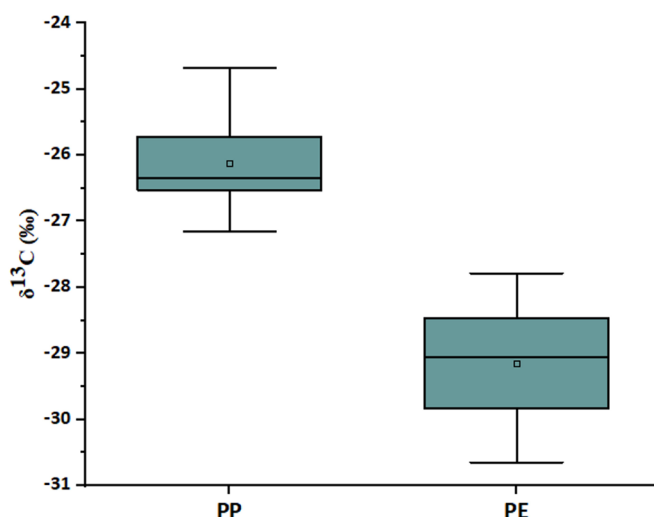
Kiểm định t độc lập cho thấy sự khác biệt này có ý nghĩa thống kê rất cao ( $t = 10,06$ ;  $p < 0,001$ ), khẳng định rằng hai loại polymer mang tín hiệu đồng vị Cacbon đặc trưng và có thể phân biệt rõ ràng dựa trên  $\delta^{13}\text{C}$ . Phân bố giá trị  $\delta^{13}\text{C}$  của hai nhóm cũng thể hiện sự tách biệt tương đối, củng cố khả năng sử dụng đồng vị bền Cacbon như một công cụ hỗ trợ trong phân loại và nghiên cứu nguồn gốc vi nhựa.

Sự khác biệt về  $\delta^{13}\text{C}$  giữa PP và PE có thể liên quan đến nguồn nguyên liệu và quy trình sản xuất polymer. Các polymer tổng hợp từ nguồn hydrocacbon hóa dầu thường mang tín hiệu đồng vị đặc trưng, phản ánh nguồn Cacbon ban đầu và các quá trình phân đoạn đồng vị trong quá trình cracking và polymer hóa. Giá trị  $\delta^{13}\text{C}$  của PE có xu hướng thấp hơn (giàu  $^{12}\text{C}$  hơn) so với PP, phù hợp với các nghiên cứu trước đây về đặc trưng đồng vị của các polymer phổ biến trong môi trường [26-28].

Ngoài ra, sự biến thiên  $\delta^{13}\text{C}$  quan sát được trong từng nhóm polymer (đặc biệt là PE) cho thấy khả năng tồn tại nhiều nguồn phát thải khác nhau trong khu vực nghiên cứu. Sự pha trộn giữa các sản phẩm nhựa nguyên sinh và vật liệu tái chế, cũng như sự khác biệt về nguồn dầu thô đầu vào, có thể góp phần tạo nên khoảng biến thiên này. Tuy nhiên, do chưa có dữ liệu đồng vị của các nguồn phát thải tiềm năng tại địa phương, việc xác định cụ thể nguồn gốc vẫn còn hạn chế.

Bảng 2. Giá trị  $\delta^{13}\text{C}$  của PE và PP trong 15 mẫu nước mặt

| STT | Tên mẫu | $\delta^{13}\text{C}$ -PP (‰) | $\pm u$ | $\delta^{13}\text{C}$ -PE (‰) | $\pm u$ |
|-----|---------|-------------------------------|---------|-------------------------------|---------|
| 1   | S1-1    | -26,53                        | 0,06    | -30,65                        | 0,05    |
| 2   | S1-2    | -26,54                        | 0,09    | -29,27                        | 0,10    |
| 3   | S1-3    | -24,71                        | 0,04    | -29,62                        | 0,11    |
| 4   | S2-1    | -24,68                        | 0,11    | -27,82                        | 0,12    |
| 5   | S2-2    | -25,70                        | 0,10    | -27,79                        | 0,10    |
| 6   | S2-3    | -25,72                        | 0,15    | -29,05                        | 0,13    |
| 7   | S3-1    | -26,95                        | 0,09    | -29,03                        | 0,08    |
| 8   | S3-2    | -27,15                        | 0,12    | -29,31                        | 0,10    |
| 9   | S3-3    | -26,36                        | 0,11    | -28,11                        | 0,12    |
| 10  | S4-1    | -26,21                        | 0,11    | -30,41                        | 0,12    |
| 11  | S4-2    | -26,41                        | 0,11    | -29,84                        | 0,10    |
| 12  | S4-3    | -26,14                        | 0,12    | -28,46                        | 0,13    |
| 13  | S5-1    | -25,80                        | 0,11    | -28,94                        | 0,12    |
| 14  | S5-2    | -26,34                        | 0,12    | -28,46                        | 0,11    |
| 15  | S5-3    | -26,50                        | 0,12    | -30,52                        | 0,11    |



Hình 5. So sánh phân bố giá trị  $\delta^{13}\text{C}$  giữa PP và PE

#### 4. Kết luận

Nghiên cứu đã cung cấp một cái nhìn tổng hợp về hiện trạng vi nhựa trong nước mặt tại khu vực cửa sông Lạch Tray, Hải Phòng thông qua việc kết hợp phân tích mật độ, đặc trưng hình thái, thành phần polymer và dấu hiệu đồng vị bền Cacbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ). Kết quả cho thấy vi nhựa xuất hiện trong tất cả các mẫu khảo sát, với sự khác biệt đáng kể về mật độ giữa các vị trí, phản

ánh ảnh hưởng của các yếu tố thủy động lực và nguồn phát thải cục bộ trong khu vực cửa sông.

Vi nhựa chủ yếu tồn tại dưới dạng mảnh vỡ và màng, với màu trắng/trong suốt chiếm ưu thế, cho thấy vai trò chi phối của quá trình phong hóa thứ cấp trong môi trường. Thành phần polymer chủ yếu là polyethylene (PE) và polypropylene (PP), phù hợp với các nguồn phát thải phổ biến từ bao bì và vật liệu nhựa sử dụng một lần.

Kết quả phân tích  $\delta^{13}\text{C}$  cho thấy sự khác biệt rõ rệt giữa PE và PP cho thấy phân tích đồng vị bền  $\delta^{13}\text{C}$  có tiềm năng như một công cụ hỗ trợ trong phân biệt đặc trưng vật liệu polymer và hỗ trợ thảo luận về nguồn phát thải vi nhựa trong môi trường cửa sông.

Trong các nghiên cứu tiếp theo, cần mở rộng phạm vi không gian và thời gian, đồng thời tích hợp thêm các chỉ thị đồng vị và dữ liệu nguồn để nâng cao khả năng định lượng và truy vết nguồn phát thải vi nhựa trong môi trường.

**Đóng góp của từng tác giả trong bài báo:** Xây dựng ý tưởng, xử lý đánh giá số liệu, viết bản thảo: Hà Lan Anh; Lấy mẫu, xử lý hóa, phân tích mẫu, đọc và góp ý bản thảo: Vũ Thị Hiền, Nguyễn Mạnh Thắng, Mai Đình Kiên, Lê Đình Cường, Mai Hồng Anh, Lại Thu Huê.

**Lời cảm ơn:** Nhóm tác giả xin trân trọng cảm ơn sự hỗ trợ tài chính từ Bộ Khoa học và Công nghệ Việt Nam thông qua đề tài cấp Bộ (Mã số: ĐTCB.01/23/VKHKTHN). Nhóm nghiên cứu cũng xin bày tỏ lời cảm ơn chân thành tới Dự án hợp tác khu vực RAS 7038 của IAEA đã cung cấp thiết bị và các chương trình đào tạo quan trọng, góp phần đáng kể vào việc hoàn thành nghiên cứu này.

**Lời cam đoan:** Tập thể tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của mình, chưa từng công bố trước đó, không sao chép, đạo văn; không có sự tranh chấp lợi ích trong nhóm tác giả.

#### Tài liệu tham khảo

- [1] A. L. Andrady, "Microplastics in the marine environment," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, no. 8, pp. 1596-1605, 2011, doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
- [2] H. S. Auta, C. U. Emenike, and S. H. Fauziah, "Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions," *Environment International*, vol. 102, pp. 165-176, 2017, doi: 10.1016/j.envint.2017.02.013.
- [3] D. K. A. Barnes, F. Galgani, R. C. Thompson, and M. Barlaz, "Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments," *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985-1998, 2009, doi: 10.1098/rstb.2008.0205.
- [4] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, and T. S. Galloway, "Microplastics as contaminants in the marine environment: A review," *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597, 2011, doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- [5] V. Hidalgo-Ruz, L. Gutow, R. C. Thompson, and M. Thiel, "Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification," *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060-3075, 2012, doi: 10.1021/es2031505.
- [6] R. C. Thompson, Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. G. John, D. McGonigle, and A. E. Russell, "Lost at sea: Where is all the plastic?," *Science*, 304(5672), 838, 2004, doi: 10.1126/science.1094559.
- [7] S. L. Wright and F. J. Kelly, "Plastic and human health: A micro issue?," *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634-6647, 2017, doi: 10.1021/acs.est.7b00423.
- [8] G. Erni-Cassola, M. I. Gibson, R. C. Thompson, and J. A. Christie-Oleza, "Lost, but found with Nile Red: A novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20  $\mu\text{m}$ ) in environmental samples," *Environmental Science & Technology*, 51(23): p. 13641-13648, 2017, doi: 10.1021/acs.est.7b04512.
- [9] R. R. Hurley, L. Nizzetto, M. Langaas, M. Thomas, M. P. Walsh, and R. J. Woodward, "Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices," *Environmental Science & Technology*, 52(13), 7409-7417, 2018, doi: 10.1021/acs.est.8b01517.
- [10] Q. T. Birch, J. T. Potter, A. Pinto, T. D. Dionysiou, and K. L. Al-Abed, "Sources, transport, measurement and impact of nano and microplastics in urban watersheds," *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19(2), 275-336, 2020, doi: 10.1007/s11157-020-09529-x.

- [11] S. J. Taipale, E. Peltomaa, M. Kukkonen, M. Kainz, M. Kautonen, and L. Tirola, "Tracing the fate of microplastic carbon in the aquatic food web by compound-specific isotope analysis," *Scientific Reports*, 9(1), Article no. 19894, 2019, doi: 10.1038/s41598-019-55990-2.
- [12] L. C. M. Lebreton, J. van der Zwet, J.-W. Damsteeg, B. Slat, A. Andrady, and J. Reisser, "River plastic emissions to the world's oceans," *Nature Communications*, 8(1), Article no. 15611, 2017, doi: 10.1038/ncomms15611.
- [13] E. Strady, T. D. Dang, T. T. N. Kieu-Le, M. N. N. Le, T. N. Duong, and G. Nguyen, "Baseline assessment of microplastic concentrations in marine and freshwater environments of a developing Southeast Asian country, Viet Nam," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 162, Article no. 111870, 2021, doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111870.
- [14] T. N. Duong, N. V. Hieu, H. T. Tran, et al., "Assessment of microplastic abundance and characteristics in the coastal water of Hai Phong, Viet Nam," *Viet Nam Journal of Marine Science and Technology*, 25(2), 221–232, 2025, doi: 10.15625/1859-3097/22736.
- [15] T.-C. Kieu-Le, T. D. Dang, E. Strady, et al., "Baseline concentration of microplastics in surface water and sediment of the northern branches of the Mekong River Delta, Viet Nam," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 187, Article no. 114605, 2023, doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.114605.
- [16] N. D. Le, T. T. H. Nguyen, N. T. H. Tran, et al., "Microplastics in the Surface Sediment of the Main Red River Estuary," *Viet Nam Journal of Earth Sciences*, 45(1), 19-32, 2023, doi: 10.15625/2615-9783/17486.
- [17] N.-T. Phan, T. T. H. Nguyen, T. T. N. Kieu-Le, et al., "Assessment of microplastic presence in coastal environments and organisms of Da Nang, Viet Nam," *Marine Pollution Bulletin*, 204, Article no. 116516, 2024, doi: 10.1016/j.marpolbul.2024.116516.
- [18] P. N. Nam, N. T. H. Tran, H. T. Nguyen, et al., "Initial survey on microplastic waste in coastal water in Nam Dinh," *Viet Nam Journal of Marine Science and Technology*, 22(2), 209-216, 2022, doi: 10.15625/1859-3097/16544.
- [19] D. T. Ha, "Microplastic contamination in commercial sea salt of Viet Nam," *Viet Nam Journal of Science and Technology*, 59(3), 333-344, 2021, doi: 10.15625/2525-2518/59/3/15718.
- [20] H. D. Hieu Nhu and T. L. Luu, "A Review of Microplastics Pollution in the River Basin of Viet Nam in Comparison with the World Context," *Earth: Environmental Sustainability*, 1(2), 343-355, 2025, doi: 10.53941/eesus.2025.100026.
- [21] H. K. Imhof, N. P. Ivleva, J. Schmid, R. Niessner, and C. Laforsch, "A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments," *Limnology and Oceanography: Methods*, vol. 10, no. 7, pp. 524-537, 2012, doi: 10.4319/lom.2012.10.524.
- [22] J. Masura, J. Baker, G. Foster, and C. Arthur, *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for Quantifying Synthetic Particles in Waters and Sediments*, NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48. Silver Spring, MD, USA: National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2015. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/10296>.
- [23] C. M. Free, O. P. Jensen, S. A. Mason, M. Eriksen, N. J. Williamson, and B. Boldgiv, "High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake," *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 156-163, 2014, doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.
- [24] N. Đ. Thịnh, N. V. Hòa, N. T. Hương và cs., "Khảo sát hiện trạng ô nhiễm vi nhựa trong nước mặt và trầm tích tại lưu vực sông Tiền, Đồng bằng sông Cửu Long, Việt Nam," *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Nhiệt đới*, số 35, tr. 71-81, 2025.
- [25] T. H. Nguyen, T. T. Hien, and T. S. Dao, "Microplastics in natural seafood of Viet Nam and their potential exposure to consumers: A mini review," *Viet Nam Journal of Science, Technology and Engineering*, 67(1), 2025, doi: 10.31276/VJSTE.2025.0018.

- [26] F. Garcia, J. N. Crosswell, J. E. Pellerin, and C. A. Bergamaschi, "Stable isotope insights into microplastic contamination within freshwater food webs," *Environmental Science & Technology*, 55(2), 1024-1035, 2021, doi: 10.1021/acs.est.0c06221.
- [27] D. Berto, M. Rampazzo, A. Gion, and M. Noventa, "Elemental Analyzer/Isotope Ratio Mass Spectrometry (EA/IRMS) as a Tool to Characterize Plastic Polymers in a Marine Environment," in *Plastics in the Environment*, M. Gomiero, Ed. Rijeka, Croatia: IntechOpen, 2019, doi: 10.5772/intechopen.81485.
- [28] Q. T. Birch, C. M. Potter, J. Pinto, and D. S. Dionysiou, "Isotope ratio mass spectrometry and spectroscopic techniques for microplastics characterization," *Talanta*, 224, Art. no. 121743, 2021, doi: 10.1016/j.talanta.2020.121743.

## ANALYSIS OF POLYMER IDENTIFICATION AND STABLE CARBON ISOTOPE ( $\delta^{13}\text{C}$ ) OF MICROPLASTICS IN SURFACE WATERS OF THE LACH TRAY ESTUARY, HAI PHONG

Ha Lan Anh<sup>(1)</sup>, Vu Thi Hien<sup>(1)</sup>, Mai Đình Kien<sup>(1)</sup>, Nguyen Manh Thang<sup>(1)</sup>,  
Le Đình Cuong<sup>(1)</sup>, Mai Hong Anh<sup>(1)</sup>, Lai Thu Hue<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>Institute for Nuclear Science and Technology

<sup>(2)</sup>Geological Analysis and Verification Center, The Viet Nam Geologi Department

Received: 12/4/2026; Accepted: 14/5/2026

**Abstract:** This study investigated the occurrence of microplastics in surface waters of the Lach Tray estuary, Hai Phong, and preliminarily applies stable carbon isotope analysis ( $\delta^{13}\text{C}$ ) to support source tracing. Water samples were collected using a Manta net, followed by extraction and polymer identification using  $\mu$ -FTIR, combined with  $\delta^{13}\text{C}$  analysis by EA-IRMS. Microplastics were detected in all samples, with pronounced spatial variability in abundance. The highest mean concentrations were observed at S1 ( $38.1 \pm 28.4$  particles/ $\text{m}^3$ ) and S2 ( $22.3 \pm 7.5$  particles/ $\text{m}^3$ ), while significantly lower values ( $0.9$ - $3.2$  particles/ $\text{m}^3$ ) were recorded at other sites. Microplastics were predominantly fragments and films, with white/transparent colors prevailing, indicating secondary microplastics derived from weathering processes. The dominant polymers were polyethylene (PE) and polypropylene (PP). The  $\delta^{13}\text{C}$  value of PP ranged from  $-27.15\%$  to  $-24.68\%$ , with an average value of  $-26.12 \pm 0.70\%$  ( $n = 15$ ), while PE exhibited  $\delta^{13}\text{C}$  values ranging from  $-30.65\%$  to  $-27.79\%$ , with an average value of  $-29.15 \pm 0.93\%$  ( $n = 15$ ). These results highlight the potential of integrating stable isotope analysis with polymer identification techniques as a complementary approach for material characterization and source apportionment of microplastics in estuarine environments.

**Keywords:** Microplastics,  $\delta^{13}\text{C}$ , EA-IRMS,  $\mu$ -FTIR, the Lach Tray estuary.